我国地浸采铀环境保护十大关注问题探讨

连国玺[1,2], 孙娟[3], 李梦姣[3], 安毅夫[3], 杨冰[3] , 廖运璇[1], 商照荣[1]

1（生态环境部核与辐射安全中心，北京 100082）

2（北京师范大学，北京 100875）

3（中核第四研究设计工程有限公司，石家庄，050021）

摘要：地浸采铀是我国天然铀生产的主要工艺，其建设、运行和退役存在的环境保护问题已受到广泛关注。介绍了地浸采铀“三废”产生情况，提出了抽大于注比例确定、钻井泥浆处理处置、监测井布置、地下水本底值确定、监测井数据异常判定、工艺废水处理、蒸发池运行管理、地下水修复目标值确定、地下水修复和废物最小化等十大关注问题，讨论了当前技术和管理现状，指出了未来地浸采铀环境保护领域的主要任务和研究方向，以期为我国地浸采铀的可持续发展提供参考。

关键词：地浸采铀, 地下水, 环境保护, 污染防控

中图分类号：TL75

Discussion on Ten Concerns of Environmental Protection of In-situ Leaching Uranium in China

LIAN Guoxi[1,2], SUN Juan[3], LI Mengjiao[3], An Yifu[3], YANG Bing[1], LIAO Yunxuan[1], SHANG Zhaorong[1]

1 *(Nuclear and Radiation Safety Center, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100082, China)*、

2 *(School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)*

3 *(The Fourth Research and Design Engineering Corporation of CNNC, Shijiazhuang 050021, China)*

Abstract: In-situ leaching is the main process of natural uranium production in China. The environmental protection problems in the process of construction, operation and decommissioning have been widely concerned. The production of wastes was introduced in this paper, and ten issues of concern were raised, included bleed ratio, drilling mud disposal, monitoring well setting, groundwater baseline determination, abnormal data determination of monitoring well, wastewater treatment, evaporation pool operation, target value determination of groundwater restoration, groundwater remediation and waste minimizaton. the present situation of technology and management was discussed, and the main task and research direction in the field of environmental protection of in-situ leaching of uranium mining were pointed out, in order to provide some suggestions for the sustainable development of in-situ leaching of uranium mining。

Key words：In-situ leaching uranium; Groundwater; Environment protection, Pollution control

铀是一种重要的战略矿产资源，预计 2030 年全球需求量将达到 8-14.85 万吨/年。铀的开采方式主要有三种：地下开采、露天开采和地浸开采。地浸开采由于基建投资少、建设周期短、运行成本低、环境相对友好等优点[1]，产量占世界天然铀总产量的比重显著增加，从 2000 年的 16%已增加至 2021 年的 60%以上[2]。

地浸开采是将配制好的溶浸液通过注入井注入具有适当渗透性能的铀矿层里，在铀矿层中渗透和扩散，与天然埋藏条件下的铀矿物发生化学反应，生产含铀元素的浸出液，然后通过抽出井收集铀浸出液的采铀工艺[3]。按照溶浸剂类别可分酸法、中性和碱法，酸法常用溶浸剂为 H_2SO_4 和 H_2O_2、中性为 CO_2+O_2、碱法为 Na_2CO_3。

地浸采铀生产过程存在的环境保护问题引起了广泛的关注。笔者结合多年的地浸采铀环境保护工作实践，基[1]于国内外生产、管理和研究现状，探讨了地浸采铀中需要关注的十大环境保护问题，并对未来地浸采铀环境保护技术研究方向进行了展望。

基金项目：国家重点研发计划（2020YFC1806604）

第一作者：连国玺，男，1980 年生，2006 年于北京师范大学获硕士学位，从事铀矿冶和伴生矿辐射防护与环境保护

通讯作者：连国玺，E-mail：13931136052@139.com

收稿日期：

1　地浸采铀生产及三废管理概况

我国地浸采铀始于 20 世纪 80 年代，1984 年云南 381 矿床的试验成功标志着初步掌握了地浸采铀技术，2000 年在伊犁盆地实现了工业化应用[4]，后陆续建成了多座地浸铀矿山，其中酸法铀矿冶包括新疆 737 厂、739 厂、内蒙古巴彦乌拉等，中性铀矿床包括新疆 735 厂、738 厂、通辽钱 II 块、钱 IV 块等。截至 2021 年，地浸采铀产能比例已达国内天然铀总产量的 80%以上，成为我国主流采铀技术。

地浸采铀生产设施主要有井场、水冶厂和三废处理设施等，其中井场由抽出井、注入井等生产井及监测井等组成，是矿床中铀的浸出和提取设施；水冶厂由浸出液过滤装置、吸附设施、淋洗设施、沉淀压滤设施等组成，是浸出液中提取铀的生产设施；三废处理设施包括废水处理设施、蒸发池等。地浸采铀的典型生产工艺为溶浸剂注入→矿体溶浸→浸出液抽出→过滤→吸附→淋洗→沉淀→压滤、洗涤→天然铀产品。地浸采铀会产生放射性废气、废水和固体废物，其中放射性废气主要为氡及其子体，主要产生于井场集液池（集液罐）、水冶车间和蒸发池等，多以机械通风或自然排风的方式排入大气稀释扩散；放射性废水主要有吸附尾液、转型尾液、产品洗涤水、洗井废水等，除部分回收利用外均采用蒸发池自然蒸发；固体废物主要为钻井泥浆、浸出液过滤残渣、废树脂、放射性污染管道和设备等，其中钻井泥浆多就地掩埋，浸出液过滤残渣多暂存于蒸发池中，废树脂和放射性污染设备和管线存放于固体废物暂存库。由于注入了大量的化学试剂，地浸生产终采后应进行地下水修复，生产设施由于受到放射性污染也需进行退役治理。总体来看，地浸采铀产生的“三废”均进行了妥善的处理处置，但随着地浸规模化发展和环保要求的日益提高，地浸采铀行业环境保护水平仍有待进一步提升。

2　地浸采铀环境保护十大关注问题

从地浸采铀设计、建设、运行、退役全寿期全过程出发，探讨了地浸采铀环境保护需要重点关注的十大问题，见图 1。其中设计过程中应关注抽大于注比例确定，建设过程中应关注钻井泥浆处理处置、监测井布置、地下水本底值确定等，生产过程中应关注监测井数据异常判别、工艺废水处理、蒸发池运行和管理等，退役过程中应关注地下水修复目标值确定、地下水修复、废物最小化等。

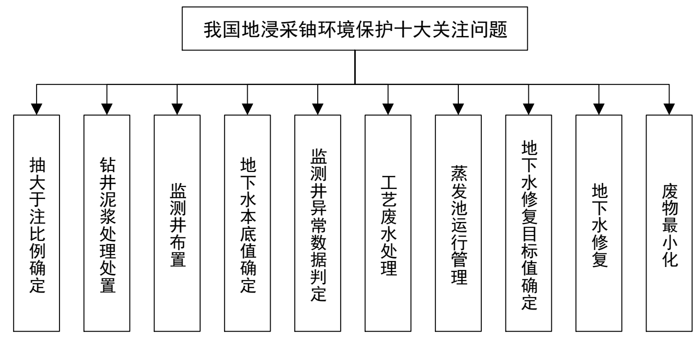


图 1　我国地浸采铀环境保护十大关注问题

2.1　抽大于注比例确定

抽大于注比例是指抽出井抽液量大于注入井注液量的百分比，地浸生产保持抽大于注，可局部形成地下水降落漏斗，从而控制溶浸范围，防止浸出液逸散，保护地下水环境安全。抽大于注比例越大，地下水降落漏斗越显著，溶浸范围越小，但会产生更多的放射性废水，需建更大的蒸发池，占用更多的土地资源，造成更多的氡气释放。因此，抽大于注比例并非越大越好，应在确保地下水环境安全的前提下，尽量减小抽大于注比例。

国外地浸矿山一般控制抽大于注比例为 0.5%～2%，平均约 1%。如澳大利亚 Honeymoon 矿山为 0.5%～2%；澳大利亚 Beverley 矿山为 0.5%；美国 Smith Ranch 和 Crow Butte 矿山分别为 0.5%～1.5%

和0.5%～1.0%。我国地浸抽大于注比例确定的标准，一是《核工业铀矿冶工程设计规范》(GB50521-2009）[5]，其中5.10.3条“抽液量应大于注液量0.3%～1.0%”；二是《铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定》（GB23727-2020），其中6.2.4.2条“地浸矿山设计应根据矿床水文地质特征合理确定抽液量大于注液量的比例，其中边界抽注单元的抽液量至少应超过注液量0.5%”。我国运行的地浸采铀矿山的抽大于注比例均在0.3%~1.0%（表1），满足国家标准的要求，与国外水平相当。在此抽大于注比例水平下，未见监测井出现明显的异常。

表1 我国地浸生产矿山抽大于注比例

序号	矿床	地点	抽大于注比例
1	新疆737厂	新疆伊犁	1.0%
2	新疆738厂	新疆吐哈	0.5%
3	新疆731厂	新疆伊犁	0.5%
4	新疆739厂	新疆伊犁	1.0%
5	蒙其古尔一期	新疆伊犁	0.3%
6	钱家店铀矿床	内蒙古通辽	0.5%
7	钱家店钱II块	内蒙古通辽	0.3%
8	巴彦乌拉铀矿	内蒙古苏尼特左旗	0.3%

抽大于注的目的是控制地浸采铀溶浸范围，溶浸范围与抽大于注比例、矿区水文地质条件、井型布置及抽注情况等有关。已有研究发现，抽大于注比例在小范围内变化，溶浸范围的变化并不敏感[6-9]，针对某典型地浸采区抽大于注与铀的迁移研究结果表明，抽大于注比例从0.1%上升到3%，铀在地下水下游的迁移距离由75m增加到94m，仅增加了19m。溶浸范围还与渗透系数、水力坡度等水文地质条件密切相关，对于低渗透砂岩，由于扩散速度较慢，溶浸范围受抽大于注比例的影响更小[10]，在水文地质条件较好的地区，可适当抽大于注比例。另外，采用井场流量调控和不均一抽注技术亦可控制溶浸范围，采用非均一抽注技术，增大边界抽液井流量和减小外围注液井流量均可以有效控制溶浸范围，合理分配注液量对核素迁移的控制效果也十分明显[11]。

为进一步优化地浸抽大于注比例，应开展以下研究：①溶浸范围、抽大于注比例及水文地质条件协同关系研究；②抽大于注比例和溶浸范围关系现场验证研究，以往研究多基于数值模拟，应在典型采区开展现场验证研究；③井场精准调控和地下水实时监控技术的研究。

2.2 钻井泥浆处理处置

钻井泥浆是地浸钻井开拓产生的水基状胶体，废弃钻井泥浆属于固体废物。由于钻井会穿透含矿层，泥浆中不可避免的含有一些放射性物质，其放射性水平与钻井深度、含矿段长度、钻井直径、矿床品位等有关，多在几十到几百Bq/kg，较少超出1k Bq/kg，多可作为非放射性固体废物处理。

钻井泥浆多为弱碱性，主要成分为二氧化硅、氧化铝、氧化钙、氧化铁等，重金属含量较少，成分相对简单[12]，但具有密度高、含砂高、黏度高、含水低等特点，如不处理直接排放，可能影响土壤的结构和危害植物生长[13]。根据废弃钻井泥浆钻进地层层位不同，处理处置方式亦有所区别，其中泥浆不落地技术是行业先进的处理技术。矿层段钻井泥浆多回用于固井，固化剂为玻璃体结构的水硬材料；非矿层段钻井泥浆由振动筛和旋流分离净化后分为高固相和低固相钻井泥浆，其中高固相钻井泥浆地表固化填埋处理，常用的絮凝剂为高分子凝集剂、聚合氯化铝和硫酸亚铁[14]，固化剂一般为水泥，相比于直接掩埋可大幅降低监护周期，提高处置效率；非矿层段钻井液中低含固相钻井泥浆循环利用。目前，地浸矿山钻井泥浆的处理技术是十分成熟，泥浆处理率可达100%，其中60%循环回用；20%~25%固化后地表填埋覆土植被；15%~20%可用于固井[15]。

但需注意的是：①钻井泥浆的放射性水平与多种因素相关，对于新开拓的采区，应通过开展泥浆的抽样监测，确定放射性水平，从而采取恰当的分类处理处置方法，对于放射性泥浆应按照放射性固体废物处置；②地浸采铀采区开拓产生的钻井泥浆应尽可能集中掩埋，并做好表面覆土和植被修复。

2.3 监测井布置

监测井是监测地下水环境质量状况和地下水中组分动态分布变化而设立的专用井，是地下水环境保护的重要设施，为直接反映地下水水质的变化，采区周围、上、下含水层需设置监测井。《铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定》（GB 23727-2020）中规定“含矿含水层应在采区四周边界井之外 50m~150m 范围内布置地下水监测井，其下游监测井还应至少延伸至 300m。采区含矿含水层上部含水层应布置相应的地下水监测井，下部含水层根据所在区域的地质与水文地质情况酌情布置”。《核工业铀矿冶工程设计规范》（GB 50521-2009）中规定“监测井（孔）数应为生产井总数的 2%～10%，地下水下游方向不应少于 2 个监测井（孔），井场内上下含水层中应布置相应的监测井（孔）”。

国家标准中给出了监测井布置的总体要求，但未给出布设方法，如布设点位、间隔距离等。监测井位置的确定多采用数值模拟法，基于水文地质条件、井场布置、抽注液量等参数，通过建模计算污染物迁移距离确定监测井的布设距离。对于井间距，美国 NRC 规定两个监测井与生产井之间的夹角不应超过 75°[16]。对于上覆和下伏含水层的监测井，井网密度为每 3~5 英亩设置 1 眼。常用的监测井地下水取样器有潜水泵、分层取样器和定深取样器[17]。一般认为采用潜水泵取样时，应首先抽出井筒体积的 3 倍液体，待井内静水位恢复后再行取样。但有研究表明，抽取 3 倍液体后，由于井场侧的注入井造成的高水力梯度，会造成浸出液的外溢从而造成样品中监测指标的大幅上升[18]。

虽然国标中给出了监测井的总体要求，但在监测井的布置方法取样方面还缺乏更具体的规范，下一步应加强：①监测井布置方法研究，如对于地浸条件试验如何布置监测井，一般条件试验仅有几个抽注单元，监测井应如何布置有待研究；②基于地浸浸出液外溢情景，开展监测井间距研究；③加强监测井取样代表性研究，尽快形成监测井取样技术规范。

2.4 地下水本底值确定

地下水本底值是指地浸生产前区域地下水水质的原始水平，代表开采前的地下水环境质量，是评价地浸采铀生产对地下水环境影响程度和确定地下水修复目标的重要依据。铀矿地质勘探的水文孔水质数据可作为本底值的初步依据，但由于水文孔数量较少且分布不均，代表性较差，部分铀矿床由于成矿原因复杂，本底值差异大[19]。因此，为了更科学合理的确定本底值，在采区开拓钻孔施工完毕投入生产前，应再次开展地下水本底值的监测，作为确定地下水本底值的主要依据。

地下水本底值包括采区本底和监测井本底，采区本底来源于代表性生产井水质数据，是采区地下水修复目标确定的重要依据；监测井本底来源于监测井水质数据，是地浸生产中溶浸范围扩散的重要参考。美国 NRC 研究报告指出：地浸应以采区为单位确定本底值，一般至少需要取样监测四次，每次取样应有一定的时间间隔，以充分反应地下水水质的时间差异，地浸采铀应对所有的周边监测井、上或下含水层监测井以及若干生产井进行取样调查，用于确定采区本底值的生产井数量不应一般不少于 6 眼，取样密度可按采区大小每 4000~16000m^2 选取 1 眼生产井。

地下水本底值监测因子的确定和矿石成分、生产工艺等密切相关，美国规定矿山本底值监测因子应包括 pH、铀、^{226}Ra、砷、砷、钡、硼、镉、钙、氨氮、氯离子、铬、铜、氟化物、铁、铅、镁、锰、汞、钼、镍、硝酸盐、亚硝酸盐、钾、硒、钠、硫酸盐、TDS、总碳酸盐、铀、钒、锌等[20]。其中放射性指标包括铀和 ^{226}Ra，非放射性因子包括微量和痕量元素、常规阴阳离子组分、物理指标等。近年来，我国加强了地浸地下水本底值确定的要求。针对某矿山开展了首采段各采区取样监测，所有的生产井进

行了 pH、铀、碳酸氢根、硫酸盐和氯离子的监测，并在每个采区选取 3 眼生产井开展了 ^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 的监测及非放射性水质全分析，积累了大量的数据，为地浸地下水本底值的研究提供了参考，但也存在工作量大、投入多、周期长等问题。

针对地浸地下水本底值的确定，应进一步开展研究：①研究生产井取样密度的代表性，尽可能优化取样量；②研讨本底值取样监测的次数和时间间隔；③对于监测井本底值的确定，抽大于注造成的水力漏斗会造成外围地下水入侵导致监测井的水质波动，因此是否可将若干毗邻的监测井综合确定局部地下水本底值值得探索。

2.5 监测井异常数据判定

地浸生产不可避免的会发生溶浸液的逸散行为，导致监测井地下水监测指标的异常。季节变化、取样操作、分析和检测误差等因素，也会导致地下水监测结果出现偏差，如何界定地浸监测井数据异常是判断是否正常生产的一个要点。

《地浸采铀矿山辐射环境监测规定》（Q/CNNC JB 12-2014）规定：生产期间监测井发现指示参量超出本底值 20%时认定为溶浸液发生偏离。但实践发现，如果选取的指示参量本底较低，会频繁出现超出 20%的报警问题。溶浸液偏移指示因子应是浸出过程的显著指示参数，且不参与含水层的地球化学反应，而且选择的参数应易于分析。美国 NRC 建议：地浸应至少设置三个偏移指示因子，当监测井中两个以上因子超过控制上限时，认定发生偏移。《铀矿冶辐射环境监测规定》（GB 23726-2009）中规定了地浸地下水监测项目为 $U_{天然}$、^{226}Ra、^{210}Po 和 ^{210}Pb，监测频次为 1 次/半年，对于指示浸出液偏移指标和监测频次是不够的。此外，偏移因子的控制上限必须小于浸出液中的该因子的最低浓度，且大于本底值。一般有两种方法设定控制上限：一是用高于本底值的百分比的方法；二是采用统计学方法，一般控制上限设置为浓度平均值的 5 倍标准偏差，如果在水质良好的地区，可以采用更大的标准偏差。同时，铀和阳离子由于易受地球化学影响发生吸附、沉淀等反应，故并非理想的指示因子，常用的可选 pH、硫酸盐、TDS、氯离子、碱度等。

地浸采铀最大的环境风险为溶浸液扩散导致的地下水污染，我国尚未制定地浸偏移因子的筛选和偏移的标准，应针对性的开展监测井指示因子筛选研究及合理的确定数据偏移判定方法研究，制定不同地浸生产工艺条件下的指示因子及监测频次。

2.6 工艺废水处理

我国地浸生产产生的废水主要有洗井废水、吸附尾液、转型废液、沉淀母液、反渗透浓水及产品洗涤水等，废水中的铀浓度一般为 1~3mg/L，^{226}Ra 活度浓度为 1~10Bq/L。其中，洗井废水经沉淀固液分离后多回用于井场抽出井[15]，其他废水除回收利用外均排入蒸发池自然蒸发。

美国地浸采铀废水处理方式有蒸发池、土地利用、深井灌注和外排。蒸发池是地浸常用的废水处理方式，如美国科罗拉多州蒙特罗斯县铀矿冶天然蒸发池。土地利用是将处理过的水用于喷洒地面和浇灌植被，使水直接蒸发或被植物蒸发，采用这种方式应尽可能降低废水中的铀、镭含量，避免对表层土壤和植物的造成放射性污染，同时需要对土壤和植物进行定期监测。深井灌注是将废液注入并封存在地表以下 500~3500m 的深层承压含水层，该层位水质往往较差（例如高盐度或总溶解固体），不具备使用功能，可作为处理特定废水的方法，美国 Smith Ranch 地浸采铀矿山采用深井灌注方法处理反渗透浓水[21]。近年来，我国开展了电渗析、反渗透和 MVR 技术处理地浸工艺废水的研究，可将工艺废水分离为浓水和淡水，淡水各种水质指标可达到或优于当地地下水本底水平，但由于成本问题和淡水无排放去向等原因尚未得到应用。

解决地浸工艺废水应在源头控制产生量，末端开发治理新技术：①优化抽大于注比例，减少废水产

生量，尤其对于水文地质条件较好的中性地浸矿山可进一步优化；②提高废水处理效率，研发低放废水的净化技术，进一步降低高浓废水的产生量；③拓展废水净化后淡水的排放去向，对于可否用于灌溉草原或牧场，从技术和实践上验证可行性。

2.7 地浸蒸发池运行管理

我国可地浸铀资源多处于新疆、内蒙古等北方干旱地区，区域多无受纳水体，均采取建设天然蒸发池进行废水处理。由于工程技术简单，易于操作，节能，净化系数高等特点广泛用于海水制盐，工业废水，危险化学废液等的减容处理领域。天然蒸发池在低放废液的处理中广泛应用，如美国科罗拉多州丹佛市 Rocky flats 厂（美国最大的核武器材料冶金和加工基地）、美国哈福特地区 183-H 蒸发池、澳大利亚 Lucas Heights 蒸发池、韩国铀转化厂然蒸发池等，在地浸采铀领域，美国多座铀矿冶设施建有天然蒸发池。

地浸采铀蒸发池结构多采用梯形断面，外部设有护坡及围栏，四周设置围堤，以避免地面雨水和减少风沙进入。蒸发池池底及边坡铺设膨润土垫及 HDPE 土工膜进行防渗，为避免阳光照射造成土工膜老化、防止冻害和机械破坏，土工膜上部铺设 0.3m~0.5m 厚回填土作为保护层，池壁利用粘土砖进行护砌。蒸发池设置渗漏在线检测装置，多采用先进的为分布式光纤检漏系统，外围设置地下水监测井。蒸发池运行过程中出现了一些问题，如占用大量土地资源，部分鸟类将蒸发池误认为自然湿地栖息影响生态，个别蒸发池管理过程中排入了少量的生活废水或其他废水导致出现恶臭扰民，蒸发池中处置废树脂、浸出液残渣等放射性固体废物等。但另一方面，为提高蒸发池的效率，研究者也开发了风能增效挂幕蒸发，蒸发池喷雾，太阳能加热等技术[22]，其中风能增效装置效果较自然蒸发提高 20 余倍[23]。除此之外，在替代技术方面，也已开展了 MVR 强制蒸发技术研究[24]等。

因此，针对地浸蒸发池，仍需进一步开展以下工作：①推进研发技术的工程示范，如太阳能低温蒸发、挂幕蒸发等技术；②替代技术推广应用，如 MVR 强制蒸发技术等；③研究淡水的排放去向，如用于草原灌溉、地下水补给等的可行性，④蒸发池膜上保护层材料的优化，当前以粘土作保护层会产生大量放射性固体废物；⑤加强蒸发池运行管理，避免除废水外的其他废物的进入。

2.8 地下水修复目标值确定

地下水修复目标值的确定是地浸采铀地下水修复的基础。科学合理的确定地下水修复目标值对于地浸采铀的可持续发展至关重要。美国是地浸采铀地下水修复目标值要求最严格的国家。2003 年，美国核管理委员会颁发了《原地浸出采铀许可证申请的标准审评计划》，将地下水修复标准分为 3 个层次：a）基本标准：达到采矿前本底水平；b）次级标准：达到采矿前的水质用途所对应的水质标准，如饮用水、畜牧用水、工业用水等，针对不能恢复到本底水平的特定组分可采用次级标准；c）修正标准：基于技术和经济考虑，次级标准亦无法达到的组分，允许其高于次级标准，这些组分健康风险一般较小，如 TDS、硫酸盐、氯化物、铁等，修正标准的使用必须得到项目所在州环境管理部门的认可。

在非放射性地下水污染控制方面，我国发布了《污染地块地下水修复和风险管控技术导则》（HJ 25.6-2019）[25]，将地下水修复标准分为地下水修复目标值和风险管控目标值。对于饮用水源保护区及补给区，选择《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）标准中 III 类限值作为修复目标值，对于标准未涉及的目标污染物，按照饮用地下水的暴露途径，计算地下水风险控制值作为修复目标值；对于具有工业和农业用水等使用功能的区域，按照标准中 IV 水限值制定修复目标值，对于标准未涉及的目标污染物，采用风险评估的方法计算风险控制值作为修复目标值；对于不具有工业和农业用水等使用功能的区域，采用风险评估的方法计算风险控制值作为修复目标值。当确定的修复目标值低于地下水本底值时，将本底值作为修复目标值。另外，对于经修复技术经济评估，确实无法达到地下水修复目标值的，应制

定地下水风险管控目标值。可见，我国污染地块地下水修复目标值以地下水使用途径为主要原则，最高修复要求为 III 类水质标准，且不完全要求修复到本底水平。

我国尚未制定地浸采铀地下水修复目标值的确定方法，应尽快开展相关研究，并重点关注：①地下水功能区划分和潜在使用途径：我国部分地浸矿山含矿含水层地下水中矿化度和本底水平较高，不具备工农业使用功能，地下水修复目标值应符合实际；②基于放射性和非放射性污染物，构建人体暴露评估模型和参数，开展各种暴露途径下人体健康风险的计算方法研究；③结合可行的地下水修复技术，建立代价效益分析模型，对修复不可达的目标污染物，基于技术经济评估，研究风险管控模式。

2.9 地下水修复

地下水修复工艺可分为主动修复和被动修复[26-29]，主动修复有抽出处理法、化学还原法、生物还原法等；被动修复主要为监控自然衰减法。抽出处理法是将地浸终采区含矿含水层中污染地下水从地下抽出，并在地表进行处理，处理后外排或回注到含矿含水层中，通过若干孔隙体积的抽出处理，实现地下水中污染物的清除。抽出处理法具有修复见效快、初期效果好、工艺成熟等优势，但也存在修复成本高、修复拖尾和效果反弹、废水处理产生放射性固体废物等问题。化学还原法是通过向含矿含水层中注入还原剂，将地下水的氧化状态恢复到采矿前的还原状态，实现污染物的还原固定。常用的化学药剂主要有 Na_2S、Na_2SO_3、H_2S、H_2 等，该方法具有修复效果较快，工艺成熟等优势，但修复成本较高，可能产生二次污染。生物修复法是通过向注入微生物或碳源，利用微生物还原、矿化、吸附和累积等作用，促进地下水中污染物还原或固定，其修复成本较低，基本不产生二次污染，但修复周期较长、起效慢，存在再氧化和反弹风险。监控自然衰减法是通过实施有计划的地下水监测，依靠地下水中物理、化学及生物（包括稀释、扩散、吸附、络合沉淀、生物还原等）等自然净化作用，使污染物质浓度逐渐降低，达到净化效果的方法，其修复成本低，不产生二次污染，但修复周期长，不适用地下水污染程度高的区域。

抽出处理法和化学还原法、生物修复法经常联合使用，是比较成熟的地浸采铀地下水修复方法，美国 Smith Ranch-Highland、Crow Butte 等多个铀矿山均已有实践。抽出处理法需要抽出多个孔隙体积的地下水，根据美国一项针对德克萨斯州 25 个修复采区的统计，抽出处理水量范围为 2.4~25.7 个孔隙体积，大多数地浸采铀矿山经修复后，地下水中各污染组分的浓度可大幅下降，其中 32%的采区修复后铀甚至低于本底水平[30]。美国曾进行了地浸采区污染地下水的生物修复尝试，在 Smith Ranch-Highland B 矿体，采用 Na_2S 化学还原后，加入甲醇和糖蜜刺激生物修复作用，试验结果表明地下水中的硒含量均迅速下降，铀浓度最初有所上升，但后来出现了显著下降。铀矿山含矿含水层的下游一般具有良好的还原能力，开采结束后残留的污染物受物理、化学、生物等各种作用的影响会自然衰减[31-33]。哈萨克斯坦 Irkol 矿床和乌兹别克斯坦的 Bukinai 矿床经过十余年自然修复后，地下水中的 pH、铀、镭、铁、铝、硫酸盐、硝酸盐等均发生了一定程度的降低[34]。

虽然国内外在地浸地下水修复已有一定的实践，但由于含水层的复杂性，修复效果受各种因素的影响，如本底水平、地球化学特征、含水层厚度和连续性，孔隙度和渗透率等，因此地下水修复具有“一矿一策”的特点。针对地浸地下水修复：①尽早开展地下水修复工艺路线探索，条件试验或扩大试验阶段应开展修复工艺研究；②基于主动修复和被动修复，研究各种路线的适用性，在地处偏僻地区、地下水无使用需求的区域，可尝试应用监控自然衰减技术；③开发地下水修复化学药剂和生物菌剂，减少修复过程中的二次污染；④研发适宜的工程技术，提高修复效率和修复稳定性；⑤选择典型铀矿山，本着“边采边退”的原则，尽快开展地下水修复工程验证。

2.10 废物最小化

地浸采区终采后需对地表设施和污染场地进行退役治理，对包括浸出液残渣、废水处理渣、蒸发池

污染土、污染的建构筑物、污染的管线、设备等放射性固体废物妥善处置，废物处置需建设处置库并可能产生有限制开放场所，甚至需长期监护。

作为一种先进环保的天然铀开采工艺，地浸采铀应尽可能减少放射性废物的产生量，更好地体现环境友好性，在废物最小化方面应做好以下工作：①设计阶段贯彻废物最小化理念，建构筑物选取易清洗去污材料，生产阶段应加强管控和精细化管理，减少污染场地的产生，如地浸水冶厂应采取措施避免成为放射性污染场地。②深入开展污染土壤修复技术研究，地浸放射性污染土壤多为废水淋滤产生，污染途径单一、治理难度较小，开发土壤修复技术，可最大程度的实现污染土壤的减量化。③尽可能实现集中处置，我国地浸主要分布在新疆和内蒙古，统筹规划建设集中的废物处置场所，实现集中处置是必要的。

3 结语

1）结合我国地浸采铀工程的实践经验，借鉴国内外相关领域的研究进展，从地浸采铀设计、建设、运行、退役等全过程出发，梳理了我国地浸采铀领域环境保护需要关注的十大问题：抽大于注比例控制、钻井泥浆处理处置、监测井布置、地下水本底值确定、监测井数据异常判定、工艺废水处理、地浸蒸发池运行管理、地下水修复目标值确定、地下水修复和废物最小化。

2）地浸采铀作为一种先进环保的采铀方法，历时数十年发展生产工艺已基本成熟，随着国家环境保护要求的提高，对地浸采铀环境保护提出了更高的要求，后续应继续加强地浸环境保护技术研究和环保管理水平，促进地浸采铀高质量发展。

参考文献

[1] 苏学斌, 杜志明. 我国地浸采铀工艺技术发展现状与展望[J]. 中国矿业, 2012, 21(9): 79-83.
[2] 孙占学, 马文洁, 刘亚洁, 等. 地浸采铀矿山地下水环境修复研究进展[J]. 地学前缘, 2021, 28(5): 208-214.
[3] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定: GB 23727-2020[S]. 北京: 中国标准出版社, 2020.
[4] 苏学斌, 常京涛. 中国铀矿冶创建 60 周年科技成果交流会论文集[C]. 石家庄, 2018.
[5] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中华人民共和国住房与城乡建设部. 核工业铀矿冶工程设计规范: GB50521-2009[S]. 北京: 中国计划出版社, 2009.
[6] 连国玺, 李梦姣, 汤庆四, 等. 某地浸井场抽大于注比例与地下水环境影响关系的研究[J]. 铀矿冶, 2017, 36(2): 144-150.
[7] 曹英学. 不同抽注比例控制对地浸采铀地下水环境影响的实践与探索[J]. 铀矿冶, 2017, 36(2): 134-143.
[8] 吉宏斌, 黄群英, 周义朋, 等. 抽注流量分配及抽注比对地浸溶液扩散的影响[J]. 铀矿冶, 2017, 36(3): 172-181.
[9] 徐强. 地浸矿山抽注比对溶浸范围影响研究[J]. 铀矿冶, 2017, 36(增刊):93-97.
[10] 张勇, 马连春, 张勃, 等. 低渗透性铀矿床浸出过程对地下水环境影响的探讨[J]. 铀矿冶, 2017, 36(增刊): 75-86.
[11] 李梦姣, 连国玺, 曹凤波, 等. 非均一抽注技术在地浸地下水环境保护中的应用[J]. 铀矿冶, 2017, 36(增刊): 98-104.
[12] 高险峰, 李喜龙, 张 勇. 地浸采铀废弃钻井液无害化处理工艺研究[J]. 铀矿冶, 2017, 36(4): 273-283.
[13] 梁其深, 胡柏石, 秦昊. 地浸钻孔废旧泥浆净化处理工艺方法[J]. 铀矿冶, 2016, 35(1): 16-20.
[14] 胥建军, 原渊, 夏旭. 中国核科学技术进展报告(第六卷)[C]. 包头, 2019.
[15] 王海峰, 李建东, 刘正邦,等. 中国地浸采铀钻孔施工与成井技术研究进展[J]. 铀矿冶, 2022, 4(13): 195-201.
[16] U.S.NRC. Standard Review Plan for In Situ Leach Uranium Extraction License Applications[R]. 2003.
[17] 王海峰. 地浸采铀监测井的取样方法与监测结果分析[J]. 铀矿冶, 2002, 21(2): 57-61.
[18] 温吉利, 彭阳, 胥建军, 等. 地浸采铀矿山监测井水样采集技术[J]. 铀矿冶, 2018, 37(2): 147-160.
[19] 中核第四研究设计工程有限公司, 中核北方铀业有限公司. 钱家店钱 II 块地浸采铀环境影响报告书. 石家庄: 中核第四研究设计工程有限公司, 2013.
[20] U.S.NRC. Consideration of Geochemical Issues in Groundwater Restoration[R]. Washsington DC, 2003.

[21] Cameco. Environment & Safety of Crow-butte [EB/OL]. (2023.5.6)[2023.6.7]. https://www.cameco.com/businesses/uranium-operations/suspended/crow-butte/environment-safety.
[22] 曾志伟, 王攀, 战景明, 等. 碳纤维蒸发帘强化蒸发池低放射性废水自然蒸发[J]. 工业水处理, 2022, 42(2): 160-165.
[23] 李喜龙, 王海珍,蔚龙凤, 等. 地浸矿山风能增效蒸发装置的研究与应用[J]. 铀矿冶, 2019, 38(2): 128-132.
[24] 王占龙, 杜娟, 李利, 等. MVR 处理中性地浸采铀矿山蒸发池废水技术研究[J]. 铀矿冶, 2023, 42(42): 89-100.
[25] 生态环境部. 污染地块地下水修复和风险管控技术导则[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
[26] Mudd, Gavin. Critical review of acid in situ leach uranium mining: 1. USA and Australia[J]. Environmental Geology, 2001, 41(3-4): 390-403.
[27] Mudd, Gavin. Critical review of acid in situ leach uranium mining: 2. Soviet Block and Asia[J]. Environmental Geology, 2001, 41(3-4): 404-416.
[28] 荣耀, 荣恪萱. 国外地浸铀矿山地下水修复技术[J]. 铀矿冶, 2021, 40(02): 158-164.
[29] 陈约余, 张辉, 胡南, 等. 地浸采铀地下水修复技术研究进展[J]. 矿业研究与开发, 2021, 41(02): 149-154.
[30] HALL S. Groundwater restoration at Uranium in-situ recovery mines, south Texas coastal plain[R]. Reston: Geological Survey, 2009.
[31] Basu A, Brown S T , Christensen J N , et al. Isotopic and Geochemical Tracers for U(VI) Reduction and U Mobility at an in Situ Recovery U Mine[J]. Environ Sci Technol, 2015, 49(10): 5939-47.
[32] Reimus P W, Dangelmayr M A, Clay J T, et al. Uranium Natural Attenuation Downgradient of an in Situ Recovery Mine Inferred from a Cross-Hole Field Test[J]. Environ Sci Technol, 2019, 53(13): 7483-7493.
[33] Saunders J A, Pivetz B E, Voorhies N, et al. Potential aquifer vulnerability in regions down-gradient from uranium in situ recovery (ISR) sites[J]. Journal of Environmental Management, 2016, 183: 67-83.
[34] IAEA. The uranium production cycle and the environment[R]. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2000.